

Néhány tájmetriai mutató és a felbontás kapcsolatának vizsgálata egy tiszazugi tájrészleten

Túri Zoltán¹ – Szabó Szilárd²

¹*Debreceni Egyetem TTK Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék, 4010 Debrecen,
Egyetem tér 1. e-mail: zturi@tigris.unideb.hu*

²*Debreceni Egyetem TTK Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem
tér 1. e-mail: szszabo@delfin.unideb.hu*

Bevezetés

A tájmetriai mérőszámok hatékony elemei a kvantitatív tájanalízisnek. Segítik a tájstruktúra, valamint az ökológiai folyamatok megértését, alapjuk a táj működésében fontos szerepet betöltő foltok, folyosók és az általuk létrehozott mátrix.

A tájmetriai kutatások rendszerint a foltokat teszik a vizsgálatok tárgyává, mivel ezek geometriai tulajdonságai (terület, kerület, alak, stb.), valamint relatív térbeli elhelyezkedése (pl. foltok közelsége, konnektivitás) matematikailag egyszerűen számítható. Az egyes mérőszámok rendszerint folt, osztály és táji szinten értelmezhetők. A folt szintű paraméterek az egyes foltra vonatkoztatva, az osztályszintű pedig a foltok jellemzőinek tájhasználati kategóriáinként egyszerűen, vagy valamilyen szempont szerint (rendszerint területtel) súlyozott átlagaként adhatók meg. A táji szintű mutatók az osztály szintű mutatókat összegzik különböző szempontok szerint. Értelemszerűen minden mérőszámunknak nem létezik mindhárom szinten változata: van, ami csak folt szinten és van, ami csak táji szinten értelmezhető (Mezősi – Fejes, 2004; McGarigal – Marks, 1995).

E munka keretében csak az osztályszintű paraméterekkel foglalkozunk, ezen belül is csak a legegyszerűbb, leggyakrabban használt területet és kerületet érintőkkel.

A foltok kerülete, területe és azok hányadosa fontos tájmetriai paraméterek, melyek önmagukban is alapot adhatnak a területi tervezéshez. Már léteznek olyan ökológiai kutatások, melyek megállapították, hogy egy erdőfoltnak minimálisan mekkorának kell lennie ahhoz, hogy önálló ökoszisztémaként működhessen (Šimanauskienė, 2005; Šimanauskienė et al., 2008). Ez azonban önmagában nem biztos, hogy helyes következtetések levonására alkalmas. A foltok alakja nagymértékben befolyásolja azok alkalmasságát a belső, zavarásra érzékeny fajok megtelepedése esetén. Ennek legegyszerűbb mutatója a kerület és a terület hányadosa: a nagy kerület/terület arányok azt mutatják, hogy a folt nagy felületen érintkezik a szomszédos(ak)kal, ami hatással lehet az ott élő fajok összetételére vagy azok viselkedésére (Szabó, 2005; Szabó, 2006).

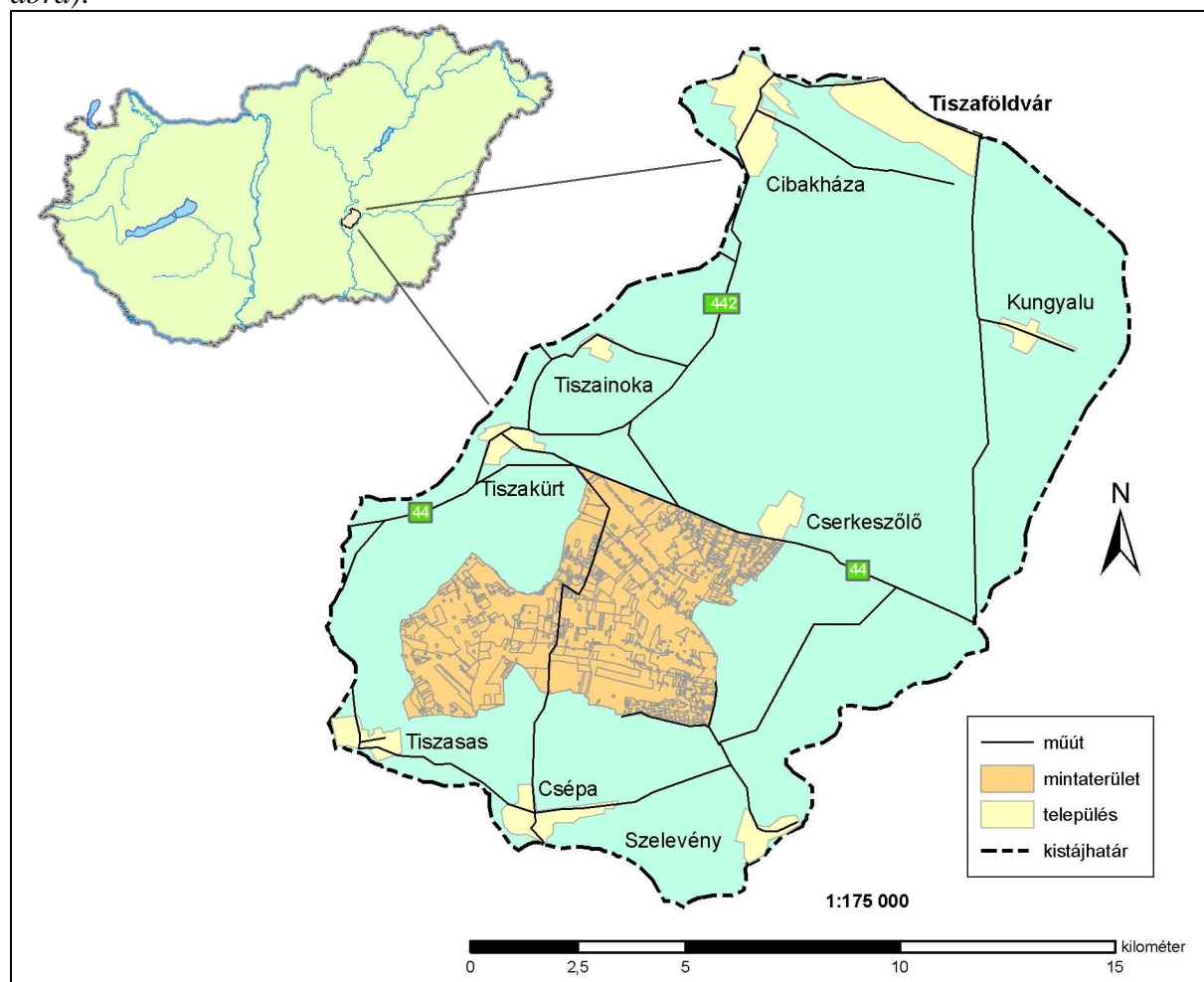
Könnyen belátható, hogy a vizsgálatok során alkalmazott lépték meghatározza az egyes indexek értékét is (Wu, 2004). A térképgeneralizálás miatt közepes és kis léptékben a foltok határvonalai leegyszerűsödnek, sőt kisebb foltok egyszerűen nem is ábrázolhatók, holott ökológiai szempontból indokolt volna. A tájökológiai tervezés ideális léptéke a nagy lépték lenne, de sok esetben ehhez a feltételek nem adóttak, a szükséges méretarányú raszteres adatállományok nem állnak rendelkezésre.

A tájmetria a tájvédelmi kutatásoknak igen fontos gyakorlati eszköze, melynek segítségével számszerűsítve, egzaktan lehet megfogalmazni a megőrzéshez szükséges feladatokat. A tájmetriai paraméterek a természetvédelmi, tájvédelmi tervek készítésénél egyértelmű útmutatást adnak a védendő és fejlesztendő tájfoltokra nézve. Igen fontos lenne, hogy a tervek készítői is tisztában legyenek ezzel. A mi feladatunk, hogy kimutassuk az amúgy igen nagy számban megalkotott paraméterek alkalmazási korlátait és lehetőségeit.

Ez a dolgozat szorosan kapcsolódik korábbi munkánkhoz (Túri – Szabó, 2008), amelyben a térképi felbontás tájmetriai mutatókra gyakorolt hatását vizsgáltuk. Tematikailag most sem kívánunk azokon az eredményeken túllépni. Célunk éppen az volt, hogy ellenőrizzük az akkor tett megállapítások helyességét egy másik, eltérő táji adottságokkal rendelkező mintaterületen.

A mintaterület bemutatása

A tájmetriai vizsgálatokat egy 29 négyzetkilométeres tiszazugi tájrészleten végeztük (1. ábra).



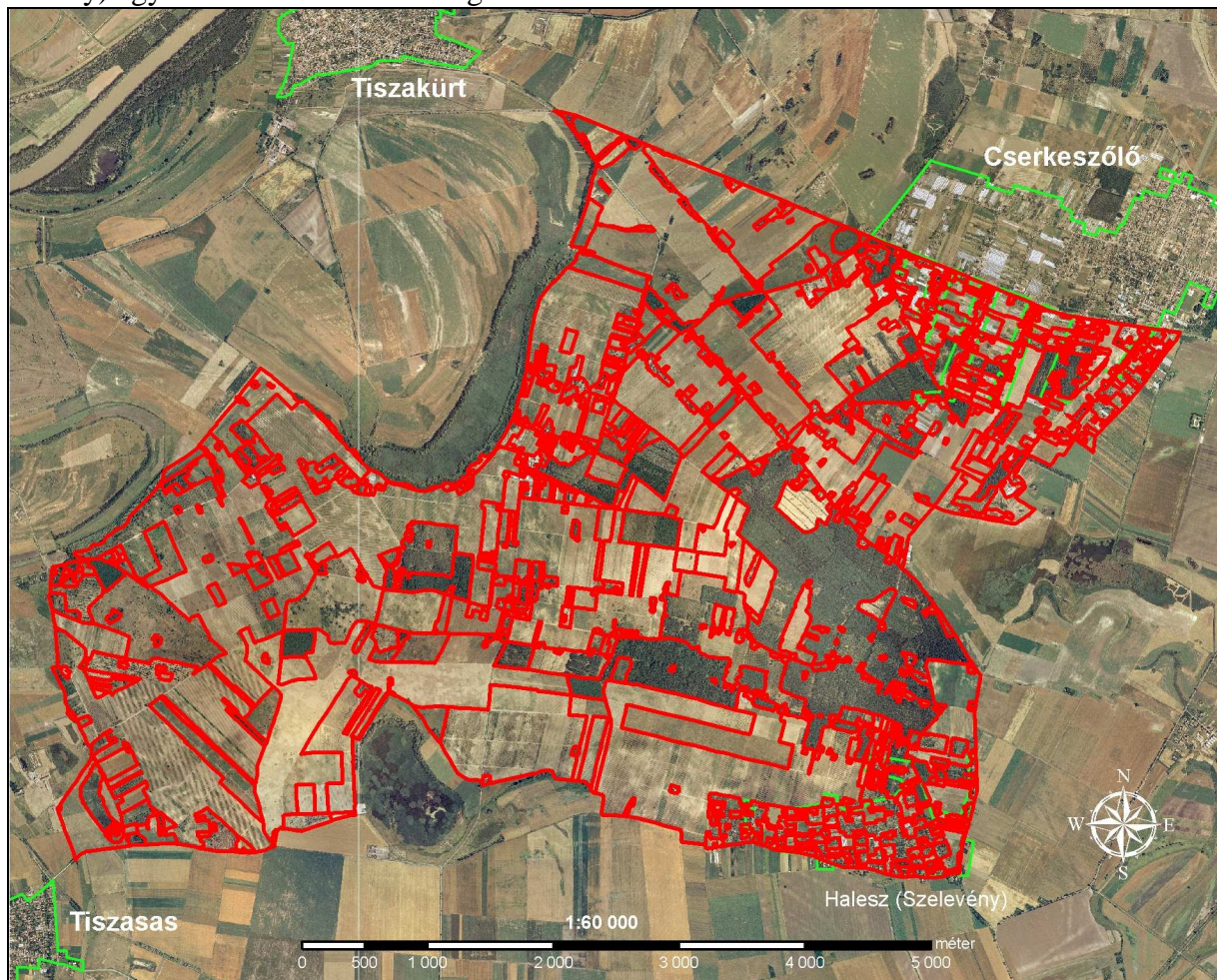
1. ábra. A mintaterület helyzete

A Tiszakürt – Tiszaug – Tiszasas – Csépa – Halesz (Szelevény) – Cserkeszőlő települések által közrefogott, dunai hordalékanyagból felépülő felső pleisztocén futóhomok-terület a Duna-Tisza közti hordalékkúp folytatása (Aldobolyi Nagy, 1954), melytől a Tisza csak a későglaciálisban választotta le. 85–97 méter közötti tengerszint feletti magasságú felszínén a munkaképes szelek a pleisztocén végén ÉNy-DK-i csapású, 2–4 méteres relatív reliefű homokbucka-vonulatokat hoztak létre (Marosi – Szilárd, 1969). A félig kötött homokfelszínekre jellemző szélbarázda-garmada-maradékgerinc-deflációs lapos formakincset a holocén szárazabb időszakában és a történelmi időkben részben természeti, s az egyre erősödő antropogén folyamatok hatására mozgásba lendült futóhomok többször átformálta (Gábris – Túri, 2008).

A mintaterület határát északon a 44-es főközlekedési út, keleten a Szelevényt Cserkeszölővel összekötő műút, illetve az utóbbi település belterülete jelöli ki. Nyugaton meredek eróziós peremmel szakad le az övzátonyokkal, sarlólaposokkal sűrűn átszőtt, holtmedrekkel (Földes-lápos, Beszer-lapos, Sántaleány ere) szegélyezett kettős ártéri szintre. Délen dűlőutak és a Csépai-fertő tómedre határolják.

Anyag és módszer

A tájmozaikokat 2005 nyarán készült légifelvételekből előállított digitális ortofotókról, az ArcGIS 9.0 geoinformatikai szoftvercsalád ArcMap 9.2 alkalmazásával, 5 ezres méretarány mellett digitalizáltuk be (2. ábra). A felszínborítási kategóriákat a CORINE Land Cover 1:50 000 léptékű (CLC50) adatbázis Magyarországra adaptált osztályozásának (87 osztály) egyszerűsítésével adtuk meg.



2. ábra. A mintaterület foltmintázata

A tájszerkezetet 14 összevont kategória alapján (Csorba, 2007) vizsgáltuk: 1. lakott területek; 2. ipari, kereskedelmi és agrárleléstímenyek területei, közlekedési hálózatok elemei; 3. bányák, lerakóhelyek, építési munkahelyek; 4. mesterséges, nem mezőgazdasági zöldterületek; 5. szántóföldek; 6. szőlő- és gyümölcskultúrák; 7. legelők; 8. vegyes mezőgazdasági területek; 9. lomblevelű erdők; 10. tűlevelű erdők; 11. vegyes erdők; 12. természetközeli cserjés és/vagy lágyszárú növényzet; 13. vízfelületek; 14. vizenyős-mocsaras területek. A területhasználati foltmintázat megadásánál 906 tájmozaikot különítettünk el.

A tájmetriai mutatókat az ArcGIS 9.0 vLATE moduljával számítottuk ki (Lang – Tiede, 2003). A FRAGSTATS 3.3 szoftverrel többféle paraméter határozható meg, de a nagy felbontású (0,5–1–2,5 m) térképi változatok meghaladták a számítógépek számítási kapacitását, nem volt lehetséges a számítás. A vLATE vektoros alapon megbízhatóbban tudta kiszámítani a táji indexeket. A vektoros térképet előbb az ArcGIS segítségével raszteressé alakítottuk 0,5–1–2,5–5–10–20–30–40–50–60–70–80–90 és 100 méteres felbontással, majd újra vektorizáltuk.

Az egyes mutatókat diagramon ábrázoltuk a felbontás függvényében és megállapítottuk, mely felbontásnál következik be a változás. Az eredmények helyességét statisztikai módszerekkel ellenőriztük SPSS 15-tel. Az adatok eloszlását Shapiro-Wilks próbával teszteltük. Mivel azok nem normál eloszlást követtek és az eloszlások jobb ferdek voltak, lognormáltuk az adatokat. Az eredeti adatok esetében Mann-Whitney próbával, a transzformáltaknál többszemponatos ANOVA modellben vizsgáltuk meg a tájmetriai mutatók felbontás-függését.

Mivel a mintaterület egyes területhasználati kategóriáinak alakja eltérő – vannak jellemzően megnyúlt (1., 8., 12., 14. kategória) és izodiametrikus (2., 3., 5., 6., 7., 9., 13. kategória) típusok –, ezért összevonásokat végeztünk és alak szerint is megvizsgáltuk az adatokat. A területhasználat és felbontás együttes statisztikai vizsgálatához a 14 kategória nem volt kezelhető, ezért itt szintén összevonásokat végeztünk a területhasználat hasonló jellege alapján. A területhasználati változókat négy csoportba soroltuk: mesterséges felszínnek (1., 2., 3. kategória); mezőgazdasági területek (5., 6., 7., 8. kategória), erdő- és természetközeli területek (9., 12. kategória), illetve vizek, vizenyős területek (13. és 14. kategória).

A munka során nem volt célunk minden lehetséges tájmetriai mutatót tesztelni a felbontás-érzékenység szempontjából, igyekeztünk azokat a legalapvetőbb paramétereket bemutatni, amelyek alapját képezik a tájökológiai vizsgálatoknak vagy más mutatóknak. A következő mutatókat vizsgáltuk: foltszám (Number of Patches, NP), foltterület (Class Area, CA), közepes foltméret (Mean Patch Size, MPS), foltméret normális szórása (Patch Size Standard Deviation, PSSD), foltélek középértéke (MPE), foltélek összkörülete (Total Edge, TE).

Eredmények

A felbontások elemzése kapcsán előbb az összes adatot (minden felbontást ábrázoltunk minden tájmetriai mutató függvényében, területhasználatonként különve) megvizsgáltuk. Itt kiderült, hogy melyek azok a felbontások, ahol az egyes mutatók szemmel láthatóan eltérnek a kiindulási állapottól, lényegesen kisebbek, vagy éppen nagyobbak. Ezt követően az ábrák alapján összevonásokat végeztünk, mivel a mintaszám nem tette lehetővé az összes felbontás megtartását.

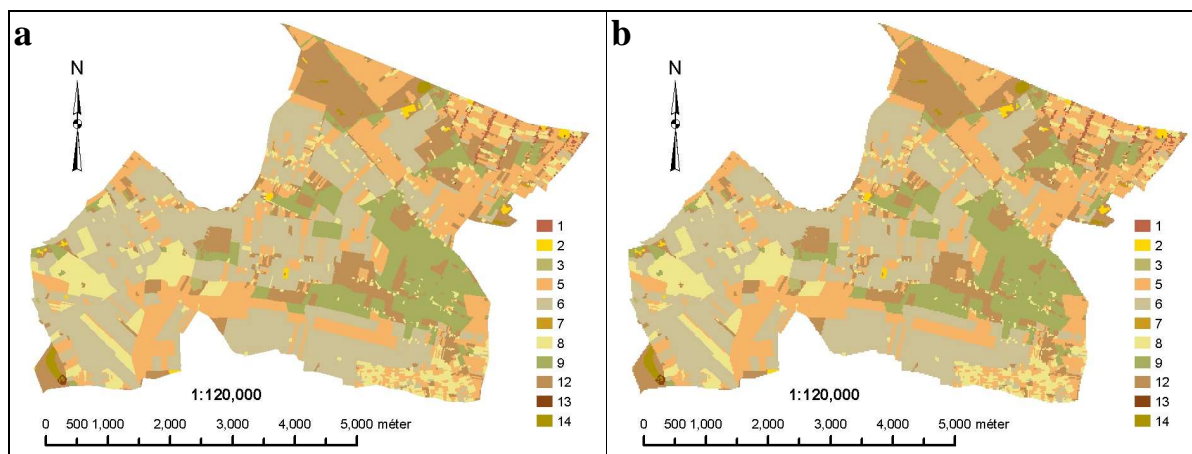
A vizsgálatok során alkalmazott többféle felbontás elemzése érdekes eredményeket hozott. Hangsúlyozzuk, hogy ezek az eredmények nem általánosíthatók a közepes és nagy léptékű vizsgálatokra azok felbontása miatt, mivel a foltoknak a digitalizálása 1:5000 léptékben történt, vagyis kis területet dolgoztunk fel igen részletesen.

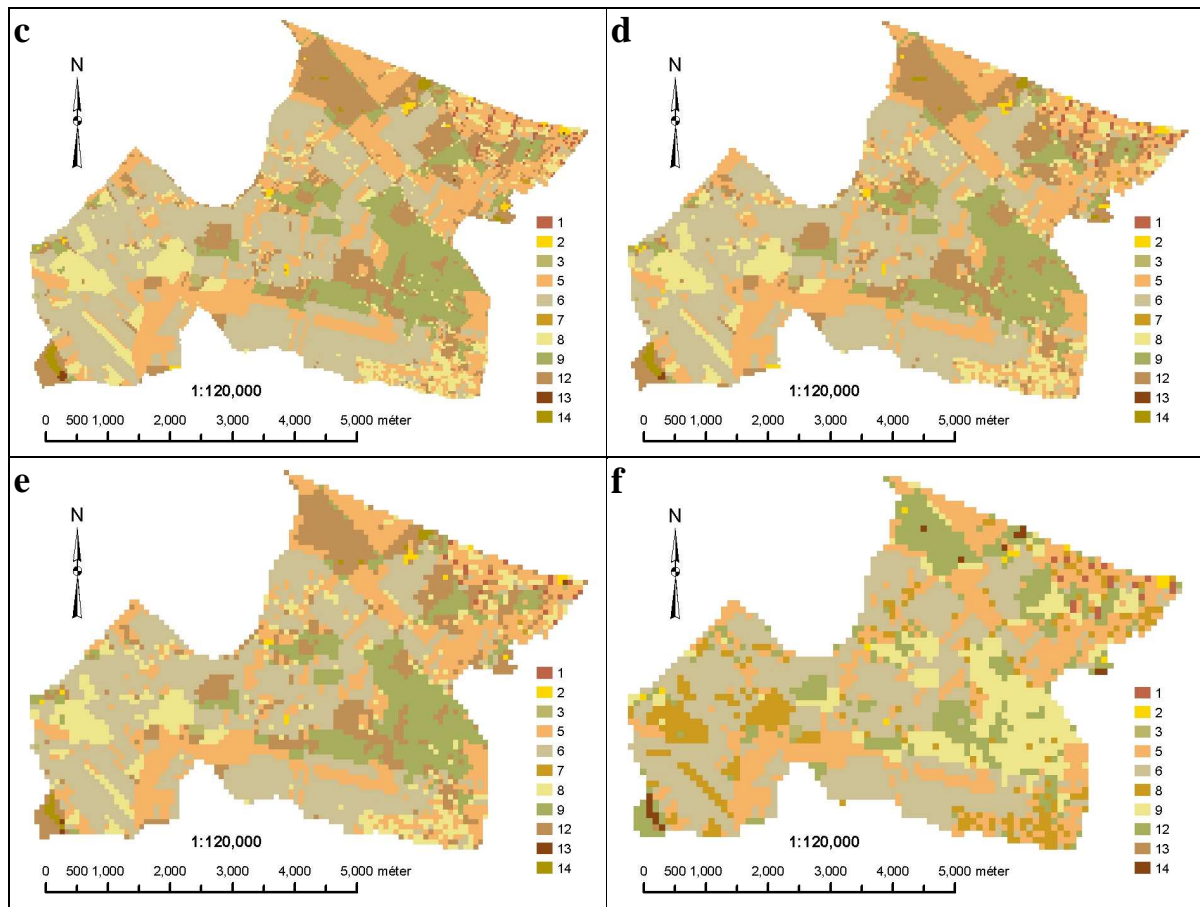
Összehasonlításaink alapja minden esetben a kiindulási térkép volt (3. ábra), és azt vizsgáltuk, hogy a fent említett tájmetriai paraméterek hogyan változnak a felbontás függvényében (4. ábra). A különbségek rendszerint nem szignifikánsak ($p < 0.05$), de figyelemre méltó, hogy a váltás minden vizsgált mutató esetében 0,5-5 méteres felbontásnál következik be.



3. ábra. A mintaterület foltterképe eredeti felbontásnál és az egyes területhasználati kategóriák foltszámának százalékos megoszlása

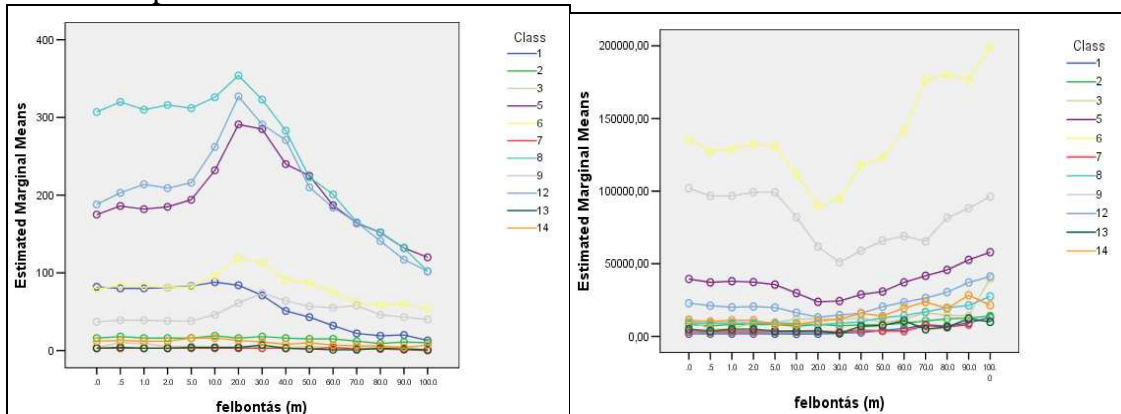
1 – lakott területek, 2 – ipari, kereskedelmi és agrárlétesítmények területei, közlekedési hálózatok elemei, 3 – bányák, lerakóhelyek, építési munkahelyek, 5 – szántóföldek, 6 – szőlő- és gyümölcsültetvények, 7 – legelők, 8 – vegyes mezőgazdasági területek, 9 – lomblevelű erdők, 12 – természetközeli cserjés és/vagy lágyszárú növényzet, 13 – vízfelületek, 14 – vizenyős-mocsaras területek





4. ábra. A mintaterület foltterképe 5 méteres (a), 20 méteres (b), 40 méteres (c), 60 méteres (d), 80 méteres (e) és 100 méteres (f) felbontásnál (a jelmagyarázatot lásd a 3. ábránál)

Az 5. ábrán a foltszám (NP) példáján mutatjuk be a felbontással való kapcsolatot területhasználati kategóriánként. 5 méteres felbontásnál durvább pixelek esetén a foltszám emelkedni kezd a szántók, a szőlő- és gyümölcskultúrák, a lomblevelű erdők, a természetközeli cserjés és/vagy lágyszárú növényzet, valamint a vegyes hasznosítású mezőgazdasági területek esetében. Mivel a többi kategóriánál nem következik be lényeges változás, ezt csak akkor lehet kimutatni, ha területhasználati bontásban vizsgáljuk meg a felbontás szerepét.



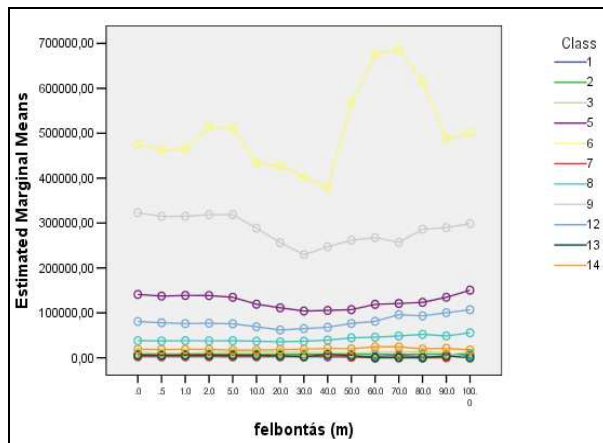
5. ábra. A foltszám (NP, db) változók szerinti átlagai a felbontás és a területhasználat alapján

6. ábra. A foltméret (MPS, m^2) változók szerinti átlagai a felbontás és a területhasználat alapján

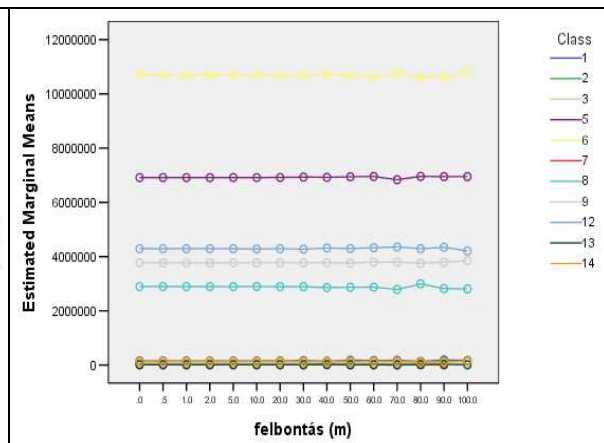
Korábbi vizsgálatainkkal összhangban szignifikáns különbség ($p < 0,05$) a tájmozaikok számában csak 20-40 méteres felbontás között figyelhető meg. A felbontás csökkenésével párhuzamosan a foltok pixelesednek és – különösen a megnyúlt foltok – kisebb, nem összefüggő területre esnek szét. Ennek következtében ebben a 20-40 méteres tartományban lényegesen több folt detektálható, mint valójában létezik. A felbontás további romlásával a pixelek nagyobbak lesznek és ezzel együtt a számuk csökken, a különbség az eredeti térképhez viszonyítva már nem szignifikáns ($p < 0,05$).

Az terület-típusú mutatók a Number of Patches-hez hasonló eredményt adtak az MPS (6. ábra) és a PSSD (7. ábra) esetében, a CA viszont nem mutatott érzékenységet a felbontásra (8. ábra). A nagy átlagterületű mozaikokból álló felszínborítási kategóriák (szőlő- és gyümölcskultúrák, lomblevelű erdők, szántók) átlagos foltmérete 5 méteres felbontásnál a foltok pixelesedésével meredeken csökken, minimumát a 20-40 méteres tartományban éri el a valódinál lényegesen magasabb foltszám miatt. A felbontás további romlásával a képelemek aggregálódnak, amely számuk csökkenését és az átlagos foltméret növekedését eredményezi.

Az uralkodóan mezőgazdasági művelés alatt álló mintaterületen az egyes felszínborítási kategóriák CA-értékeinek hasonlósága alapján foltokat beágyazó mátrixot nem képeztünk. A nagy átlagos foltméretű területhasználatok közül a mintaterület 36,83%-át szőlő- és gyümölcskultúrák, 23,79%-át szántóföldek, 14,77%-át természetközeli cserjés és/vagy lágyszárú növényzet, 12,98%-át erdők, 9,95%-át pedig vegyes mezőgazdasági területek borítják.



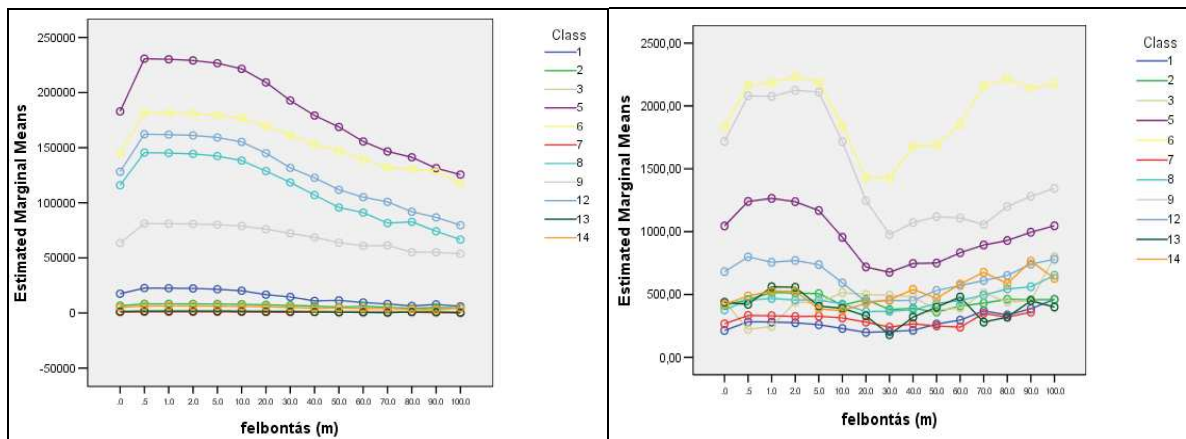
7. ábra. A foltméret normális szórásának (PSSD, m^2) változók szerinti átlagai a felbontás és a területhasználat alapján



8. ábra. A foltterület (CA, m^2) változók szerinti átlagai a felbontás és a területhasználat alapján

A kerületre vonatkozó mutatók viselkedése – mint ahogy azt már korábbi tanulmányunkban leírtuk – teljesen eltért az eddigiektől: a kerületet lényegileg befolyásolja a pixelesedés. Itt a Total Edge példáján mutatjuk be a felbontás-függőséget (9. ábra).

Közismert tény, hogy két pont között a legrövidebb távolság egy egyenes (ez a valóság, amit legjobban a vektoros rendszerek tükröznek), jelen esetben viszont a raszteres megközelítés miatt ez nem lehetséges, mert a távolság – a felbontás függvényében – csak két egyenlő hosszúságú, egymásra merőleges szakasszal adható meg (10. ábra). Egy egységnyi oldalú négyzetet feltételezve a legrövidebb távolság $\sqrt{2}$ (1.414), egy raszteres rendszerben 2 lesz. Eredményeinkhez hasonló megállapításra jutott (Szabó, 2006) is.



9. ábra. A foltélek (TE, m) változók szerinti átlagai a felbontás és a területhasználat alapján

10. ábra. A foltélek középértéke (MPE, m) változók szerinti átlagai a felbontás és a területhasználat alapján

Ez a hatás minden kerülettel kapcsolatos mutatót érint, vagyis alkalmazása esetén két dolog lehetséges: igyekszünk valamilyen vektoros formában feldolgozni a kerülettel kapcsolatos feladatokat, vagy elfogadjuk a fent említett tényt és ennek megfelelően kezeljük az eredményeket is. Utóbbi esetben tudnunk kell, hogy összehasonlítást kistájak között, vagy korábbi vizsgálatokkal csak akkor végezhetünk, ha minden körülmény megegyezik (adatbevitel, felbontás), különben félrevezető eredményeket kapunk.

A továbbiakban többszemponos ANOVA modellben megvizsgáltuk a területhasználat és a felbontás együttes hatását (a területhasználat természetsszerűleg produkálhat eltérést, ezért hatását külön nem vizsgáltuk). Az elemzésben a modell értelmezhetősége végett a természetesség foka alapján összevont kategóriákat alkalmaztuk. Szignifikáns különbséget nem kaptunk egyetlen vizsgált mérőszám esetében sem, ami azt jelenti, hogy a területhasználat, felszínborítottság jellege nem befolyásolja a végeredményt. Mint az várható volt, a kialakított négy kategória között találtunk szignifikáns ($p < 0.05$) különbségeket, de ezek ismertetésére nem térünk ki, jelen munkának nem célja a tájökölógiai sajátosságok feltárása.

Ha megtartjuk mind a 15-féle felbontást a 11 féle területhasználat, túl sok kombinációt eredményez és a statisztikai próbákhoz kicsi lesz az elemszám. Mivel osztály szintű mutatókról van szó, ezért az elemszám nem növelhető (a területhasználati kategóriák és a felbontások száma adott). Ezért az eredeti adatok (5–10. ábra) elemzése alapján 3 csoportot alakítottunk ki a tájmetriai mutatók felbontás-érzékenységének elemzésére:

- 0,5–5 m (1);
- 10–40 m (2);
- 50–100 m (3).

A csoportok különbségeit Mann-Whitney próbával vizsgáltuk, az eredményeket az 1. táblázatban foglaltuk össze.

1. táblázat. A vizsgált tájmetriai mutatók szignifikáns különbségei területhasználati bontásban

	NP	CA	MPS	PSSD	TE	MPE
lakott területek	0-5→50-100		0-5→50-100		0-5→50-100	0-5→50-100
ipari, keresk. és agrárlétesítmények	0-5→50-100				0-5→50-100	
bányák, lerakók, építési területek	0-5→50-100		0-5→10-40 0-5→50-100		0-5→50-100	0-5→10-40
mesterséges, nem mg. területek					0-5→50-100	
szántóföldek	0-5→10-40	0-5→10-40	0-5→10-40	0-5→10-40	0-5→50-100	0-5→10-40 0-5→50-100
szőlő- és gyümölcs	0-5→10-40		0-5→10-40	0-5→10-40	0-5→50-100	0-5→10-40
legelők			0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→50-100	
vegyes mg-i területek	0-5→50-100		0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→50-100	
lomblevelű erdők	0-5→10-40 0-5→50-100		0-5→10-40 0-5→50-100	0-5→10-40 0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→10-40 0-5→50-100
természetközeli cserjés	0-5→10-40 0-5→50-100		0-5→10-40 0-5→50-100	0-5→10-40 0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→10-40
vízfelületek	0-5→50-100		0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→10-40
vizenyős-mocsaras területek	0-5→50-100		0-5→50-100		0-5→50-100	0-5→50-100

Mind az ábrákról, mind a táblázatból (5–10. ábra, 1. táblázat) jól látható, hogy a legtöbb esetben számít az, hogy milyen felbontás mellett számítjuk ezeket a paramétereket. A leginkább érintett kategóriák a szántók, a szőlő-gyümölcsösök és a lombhullató erdők. Ezek egyben a legnagyobb területű kategóriák is, melyek átlagos foltmérete több mint 40 000 m².

A foltok alakja szerint is elvégeztük a vizsgálatokat (többszemponos ANOVA segítségével), de szignifikáns különbség a felbontás és foltalak együttes hatására itt sem volt kimutatható. Itt viszont fontos eredmény, hogy a foltok izodiametrikus vagy megnyúlt jellege szignifikánsan ($p < 0.05$) befolyásolja az NP és TE mutatókat. A többi esetben itt sincs lényegi különbség a kapott eredményekben.

Összegzés

Összességében elmondhatjuk, hogy az alapvető tájmetriai paraméterek mikro léptékű vizsgálatánál célszerű valamilyen vektoros módszert alkalmazni, ugyanis raszteres rendszerben a pixelesedés jelentősen módosítja a kerületre vonatkozó mutatókat, a terület/kerület arányt. A felbontás növekedésével az izodiametrikus foltok kisméretű pixeljei aggregálódnak, a megnyúlt foltok azonban kisebb, nem összefüggő területekre esnek szét. Ennek következtében a 20-40 méteres tartományban lényegesen több folt detektálható, mint valójában létezik. A felbontás további csökkenésével a pixelek összeállnak, nagyobbak lesznek, ami számuk csökkenését eredményezi, s így a különbség az eredeti térképhez viszonyítva már nem szignifikáns. A foltok terület-típusú tájmetriai vizsgálatára ezért véleményünk szerint a 10 méter alatti felbontás-tartomány a legalkalmasabb, a kerület-típus esetében pedig a vektoros feldolgozást javasoljuk

Köszönetnyilvánítás

A tanulmány megírását az OTKA K 68902 és 68566 nyilvántartási számú pályázata támogatta.

Irodalomjegyzék

- Aldobolyi Nagy M. 1954: Talajföldrajzi megfigyelések a Tiszazugban. Földrajzi Értesítő 3/3, 507–543.
- Csorba P. 2007: Tájszerkezet-kutatások és tájmetriai mérések Magyarországon. Debreceni Egyetem, Debrecen, MTA doktori értekezés, 131.
- Csorba P. 2008: Potential applications of landscape ecological patch-gradient maps in nature conservational landscape planning. Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment Series 2/2, 160–169.
- Gábris Gy. – Túri Z. 2008: Homokmozgás a történelmi időkben a Tiszazug területén. Földrajzi Közlemények 132/3, 241–250.
- Jaeger, J.A.G. 2000: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landscape Ecology 15, 115–130.
- Lang, S. – Tiede, D. 2003: vLATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse, ESRI Anwenderkonferenz, 2003 Innsbruck. CDROM
- Marosi Sándor – Szilárd Jenő (szerk.) 1969: A tiszai Alföld. Magyarország tájfeldrajza 2. Akadémiai Kiadó, Budapest, 94–97.
- McGarigal, K. – Marks, B. J. 1995: FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351. 141.
- McGarigal, K. 2002: Landscape pattern metrics. In: A. H. El-Shaarawi and W. W. Piegorsch (eds.): Encyclopedia of Environmentrics (2). John Wiley & Sons, Sussex, England, 1135–1142.
- Mezősi G. – Fejes Cs. 2004: Tájmetria. In: Dövényi Z. – Schweitzer F. (szerk.): Táj és környezet. MTA FKI, Budapest, 229–242.
- Šimanauskienė, R. – Linkevičienė, R. – Taminskas, J. 2008: Spatial analysis of forest fragmentation (the case study of Lithuania). In: Boltižiar, M. (ed.): Implementation of landscape ecology in new and changing conditions. Proceedings of the 14th International Symposium on Problems of Landscape Ecology Research 4-7 October 2006, Stará Lesná, Slovakia. Institute of Landscape Ecology Slovak Academy of Sciences, Nitra, 427–433.
- Šimanauskienė, R. 2005: Morphology of landscape biota territorial structure (on the example of Lithuanian territory). Geografioj metraštis 38/2, 24–38.
- Szabó G. 2006: Kartográfiai és térinformatikai módszerek pontosságának földrajzi szempontú vizsgálata. Debreceni Egyetem, Debrecen, doktori értekezés, 144.
- Szabó M. 2005: Vizes élőhelyek tájökölógiai jellemvonásai a Szigetköz példáján. ELTE, Budapest, MTA doktori értekezés, 172.
- Szabó M. 2006: Szigetközi övzátonyok tájökölógiai szempontú értékelése. In: Molnár E. (szerk.): Kutatás, oktatás, értékteremtés. MTA ÖBKI, Vácraót, 181–191
- Túri Z. – Szabó Sz. 2008: The role of resolution on landscape metrics based analysis. In: Acta Geographica Silesiana 4. Uniwersytet Slaski, Sosnowiec, 47–52.
- Wu, J. 2004: Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. Landscape Ecology 19, 125–138.